

Revue des sciences de l'eau

Impacts des rejets urbains de temps de pluie (RUTP) sur les milieux aquatiques : État des connaissances

Charlotte Parent-Raoult et J.-C. Boisson

Volume 20, numéro 2, 2007

URI : id.erudit.org/iderudit/015881ar

DOI : [10.7202/015881ar](https://doi.org/10.7202/015881ar)

[Aller au sommaire du numéro](#)

Éditeur(s)

Université du Québec - INRS-Eau, Terre et Environnement
(INRS-ETE)

ISSN 0992-7158 (imprimé)
1718-8598 (numérique)

[Découvrir la revue](#)

Citer cet article

Parent-Raoult, C. & Boisson, J. (2007). Impacts des rejets urbains de temps de pluie (RUTP) sur les milieux aquatiques : État des connaissances. *Revue des sciences de l'eau*, 20(2), 229–239. doi:10.7202/015881ar

Tous droits réservés © Revue des sciences de l'eau, 2007

Ce document est protégé par la loi sur le droit d'auteur. L'utilisation des services d'Érudit (y compris la reproduction) est assujettie à sa politique d'utilisation que vous pouvez consulter en ligne. [<https://apropos.erudit.org/fr/usagers/politique-dutilisation/>]

érudit

Cet article est diffusé et préservé par Érudit.

Érudit est un consortium interuniversitaire sans but lucratif composé de l'Université de Montréal, l'Université Laval et l'Université du Québec à Montréal. Il a pour mission la promotion et la valorisation de la recherche. www.erudit.org

IMPACTS DES REJETS URBAINS DE TEMPS DE PLUIE (RUTP) SUR LES MILIEUX AQUATIQUES : ÉTAT DES CONNAISSANCES

The impact of urban wet weather flows on aquatic environments: the current state of knowledge

*Charlotte Parent-Raoult et J.-C. Boisson**

*École Nationale des Travaux Publics de l'État (ENTPE), Laboratoire des Sciences de l'Environnement, rue Maurice Audin,
69518 VAULX-EN-VELIN, France*

Reçu le 1 décembre 2005, accepté le 15 septembre 2006

RÉSUMÉ

En milieu urbain, les flux générés par la pluie peuvent transporter vers les hydrosystèmes une partie des éléments polluants accumulés par temps sec et issus des diverses activités humaines. Ces flux polluants sont qualifiés de « rejets urbains par temps de pluie » (RUTP). Les études menées depuis les années 1960 ont permis d'identifier le problème en évaluant l'origine des polluants, les ordres de grandeur des concentrations et les flux émis. Les RUTP présentent un caractère épisodique, mais peuvent avoir des effets de nature chronique, liés à la répétition des phénomènes. Ils peuvent altérer les différentes composantes des milieux récepteurs : composantes physiques (e.g. modification des écoulements, de la morphodynamique), chimiques (e.g. apports de matières en suspension, fertilisants, micropolluants), biologiques (e.g. sélection des espèces, toxicité, bio-accumulation) et l'hydrosystème dans sa globalité (e.g. eutrophisation). L'intégration d'une caractérisation biologique dans l'évaluation des impacts est reconnue depuis peu, et il existe relativement peu de travaux prenant en compte cette composante. La complexité des rejets (e.g. caractère intermittent, variabilité spatio-temporelle) et la diversité des milieux récepteurs font qu'il est difficile de dresser un bilan exact des impacts. Une approche intégrée, ou holistique, est

aujourd'hui préconisée prenant en compte : des descripteurs physico-chimiques, des critères de qualité du milieu (eau et sédiments), de l'habitat, du régime hydraulique, des communautés biologiques autochtones, et des données toxicologiques. Toutefois, une telle approche est difficile à mettre en œuvre et les travaux s'appuient généralement sur des approches plus simples : études de laboratoire ou de terrain ou combinant les deux.

Mots-clés : *rejets urbains par temps de pluie, impact, milieux aquatiques*

SUMMARY

Urbanization greatly disturbs different ecosystems and particularly affects aquatic ecosystems during wet weather. Runoff can transport some of the pollutants accumulated during dry weather towards aquatic ecosystems along with the waste produced by numerous human activities (transport, industry, etc.). These flows of pollution, commonly called «urban wet weather flows», not only affect the physical, chemical and biological properties of receiving aquatic systems, but also modify the intended use of the water. The need to provide a

*Auteur pour correspondance :
Téléphone: 33(0)4 72 04 70 57
Télécopieur: 33(0)4 72 04 62 54
Courriel : Jeanclaudio.boisson@entpe.fr

solution to this problem explains the current increase in the number of studies devoted to the environmental impact of urban storm water.

Urban wet weather flow studies began in the 1960's and have permitted the assessment of the sources of pollutants, the order of magnitude of their concentrations and their loads produced. Urban storm-water pollutants are numerous and are of various origins: sewer system cleansing (scoured particles deposited during dry weather); rain wash-out of atmospheric gases and dusts (nitrogen oxides, carbon monoxide, sulphur dioxide, hydrocarbon vapours, trace metals, aerosols, etc.); rainfall on roofs (copper, zinc, lead); and rain runoff from urban areas and waterproofed surfaces, which are covered with particles accumulated during dry weather. These particles have several sources: cars (hydrocarbons, nitrogen oxides, lead, rubber, zinc, cadmium, copper, titanium, chromium, aluminium, etc.); roads (cement and tar, paint used for road markings, sand and chemical de-icers, detergents, surfactants, etc.); industry (organic matter and organic micro-pollutants); animals (manure as a source of organic matter and bacterial and viral contaminations); solid wastes (plastic, various metals, papers, etc.); and plants (more or less easily biodegradable organic matter, nitrogen, phosphate and pesticide discharges). It is very difficult to define the composition of a standard urban wet weather flow, since the concentrations and loads of pollutants vary considerably according to the type of sewer network (combined, storm-water, etc.), the origin of the water (rainfall, road runoff, settling and infiltration tanks, sewer overflows, etc.), and, of course, the characteristics of the watershed (land use, etc.) and the prevailing weather.

Keywords: *urban wet weather flows, impact, aquatic environment*

1. INTRODUCTION

L'urbanisation est source de nombreuses perturbations pour les milieux naturels (Mc KINNEY, 2002), notamment pour les milieux aquatiques en période de pluie. En effet, les diverses activités humaines (transport, industrie, etc.) génèrent des éléments polluants qui se concentrent dans l'air et/ou s'accumulent sous forme de dépôts lors des périodes de temps sec (CHOCAT *et al.*, 1993). Durant les pluies, une partie de ces éléments peut être entraînée vers les hydrosystèmes. Ces flux polluants, qualifiés de « rejets urbains par temps de pluie » (RUTP), sont déversés au niveau d'exutoires pluviaux, de déversoirs d'orage et/ou de stations d'épuration (CHOCAT, 1997). Ces polluants peuvent affecter la qualité physico-chimique et biologique des milieux aquatiques récepteurs (ADMIRAAL *et al.*, 2000; MULLISS *et al.*, 1997), mais aussi altérer les usages de l'eau (captage d'eau, pêche, baignade, etc.) (BURTON et PITT, 2001).

Une évaluation précise de la pollution est nécessaire afin de répondre aux exigences de la directive-cadre européenne sur l'eau (DCE) qui vise l'atteinte du bon état écologique des eaux à l'horizon 2015 (UNION EUROPÉENNE, 2000). Pour atteindre cet objectif, la DCE s'appuie entre autres sur l'instrument réglementaire. La législation concernant les rejets d'eaux urbaines repose principalement sur la directive européenne du 21 mai 1991 (DIRECTIVE EUROPÉENNE, 1991). Elle fixe des seuils détaillés pour les rejets de stations d'épuration (STEP), mais fait état des difficultés provoquées par des périodes de pluie anormalement fortes. En effet, le caractère aléatoire, complexe, et parfois démesuré des phénomènes de production et de transfert des RUTP rend difficile la mise en place de normes quantitatives et qualitatives sur les rejets (PATERNOGA, 1996). La nécessité d'apporter une réponse au problème explique l'essor actuel des études consacrées aux impacts de la pollution pluviale en milieu urbain. Nous proposons de faire le point sur l'état des connaissances concernant l'impact des RUTP sur les milieux aquatiques, toutefois l'impact des eaux de ruissellement de chaussées *stricto sensu* ne sera pas abordé, ayant fait l'objet d'une synthèse antérieurement (BOISSON, 1998). Auparavant, nous présenterons succinctement les principales caractéristiques chimiques des RUTP et l'origine des polluants qu'ils renferment.

2. COMPOSITION CHIMIQUE DES RUTP

Les études sur les rejets urbains de temps de pluie ont débuté dans les années 1960 (BURN *et al.*, 1968; WEIBEL *et al.*, 1964) et ont permis d'identifier le problème en évaluant l'origine des polluants, les ordres de grandeur de concentrations et les flux émis (FUCHS *et al.*, 2004; CHEBBO et GROMAIRE, 2004; HOUSE *et al.*, 1993; LEE et BANG, 2000; LEE *et al.*, 2002; PITT *et al.*, 1995; VAN BUREN *et al.*, 1997). Les substances polluantes présentent dans les RUTP ont diverses origines :

- le lessivage de l'atmosphère par les pluies entraînant poussières et gaz (oxydes d'azote, oxydes de carbone, dioxyde de soufre, vapeurs d'hydrocarbures, métaux lourds, aérosols etc.). Ces polluants proviennent essentiellement des industries et de la circulation automobile (MILLER *et al.*, 2000), mais ne représentent généralement que 15 à 25 % de la pollution contenue dans les eaux de ruissellement (CHOCAT, 1997);
- les précipitations sur les bâtiments, et plus particulièrement sur les toitures, provoquant le lessivage de polluants métalliques particuliers tels que le cuivre, le zinc, et le plomb (CHEBBO *et al.*, 2001; VAN METRE et MAHLER, 2003).

Les compositions résultantes s'avèrent très variables entre les types de toitures, d'une part (POLKOWSKA *et al.*, 2002; ZOBRIST *et al.*, 2000), et les événements pluvieux, d'autre part (FÖRSTER, 1999).

- le ruissellement des eaux de pluie sur les sols urbains ou les surfaces imperméabilisées (voiries, trottoirs, parkings), emportant les particules accumulées par temps sec (GROMAIRE *et al.*, 2000). Ces particules ont des provenances multiples (BURTON et PITT, 2001; CHOCAT, 1997; GROMAIRE *et al.*, 2001) : les automobiles (hydrocarbures, plomb, oxyde d'azote, caoutchouc, zinc, cadmium, cuivre, titane, chrome, aluminium, etc.); les chaussées (ciments et goudrons, peintures au sol, sables et sels de déverglaçage, détergents, surfactants, etc.) (PAGOTTO, 1999); l'industrie (métaux et micro-polluants organiques, en particulier solvants); les animaux (déjections sources de matières organiques et de contamination bactérienne ou virale); les déchets solides (matières organiques, plastiques, métaux divers, papiers, etc.); la végétation (matières carbonées plus ou moins facilement biodégradables, apports d'azote, de phosphate et de produits organochlorés (pesticides : herbicides, insecticides, fongicides)).
- le lessivage des réseaux d'assainissement (remise en suspension des particules sédimentées par temps sec) (AHYERRE *et al.*, 2000; GROMAIRE *et al.*, 2001).

De nombreuses études existent sur les caractéristiques physiques des solutés et des solides transportés par temps de pluie (CHEBBO *et al.*, 2003). Globalement, il en ressort que la pollution est essentiellement particulière, notamment pour les micro-polluants organiques (HAP, PCB, benzopyrène, fluoranthène) (PITT *et al.*, 1995; ROCHER *et al.*, 2004). Par contre, il est très difficile, voire impossible, de définir la composition d'un rejet type (HOUSE *et al.*, 1993), ainsi que de donner des ordres de grandeur concernant les concentrations ou les masses des éléments concernés. Leurs domaines de variation sont en effet très larges, selon le type de réseau (unitaire / séparatif / mixte), l'origine des eaux (eaux de pluie, eaux de ruissellement de chaussées, eaux de bassins de décantation/infiltration, surverses de déversoirs d'orage, etc.), et bien entendu les caractéristiques du bassin versant, notamment météorologiques (BRELOT-WOLFF, 1994; BURTON et PITT, 2001; HATT *et al.*, 2004; MAKEPEACE *et al.*, 1995; SAGET, 1994; TAYLOR *et al.*, 2004; VALIRON et TABUCHI, 1992). De plus, il est d'autant plus difficile de donner des fourchettes fiables de variations de concentrations en éléments toxiques que la composition des effluents peut être variable au cours d'un événement. Ainsi, selon l'hypothèse de « premier flot », les premiers volumes déversés contiennent la majeure partie de la charge polluante transportée lors d'un événement pluvieux (BERTRAND-KRAJEWSKI *et al.*, 1998; LEE *et al.*, 2002). Certains auteurs ont mis en évidence que la toxicité des rejets était plus forte au début des événements

pluvieux, et plus particulièrement les deux premières heures de l'événement (GERSBERG *et al.*, 2003). Toutefois, ce phénomène reste complexe et surtout spécifique au site étudié (CHOCAT, 1997).

3. IMPACTS DES RUPT SUR LES MILIEUX AQUATIQUES

3.1 Échelles spatio-temporelles des effets

En dépit de leur caractère épisodique, les RUTP peuvent avoir des effets de nature chronique, liés à la répétition des phénomènes (BECK, 1996; BRENT et HERRICKS, 1999; ELLIS et HVITVED-JACOBSEN, 1996). Ainsi, CHOCAT *et al.* (1993) distinguent les effets immédiats, caractérisés par l'absence de rémanence de longue durée, des effets cumulatifs ou différés, qui proviennent de la répétition des événements pluvieux, et dont la durée est supérieure à celle d'un événement ainsi qu'à celle séparant deux événements. Enfin, ces différents effets ne se manifestent pas uniquement à l'aval immédiat des points de rejet, puisque les produits rejetés sont susceptibles d'être transportés et dispersés par le courant (dans le cas des rivières et des milieux marins), à l'échelle du bassin versant, c'est-à-dire sur des distances pouvant atteindre plusieurs centaines de kilomètres (HOUSE *et al.*, 1993).

Ces différents types d'effets ont des conséquences sur les différentes composantes des milieux récepteurs, et plus particulièrement dans le cas des petits cours d'eau. Cela peut se traduire par des modifications des caractéristiques hydrauliques et morphodynamiques, une augmentation des teneurs en matières en suspension, en fertilisants et en micropolluants. Les RUTP peuvent également générer des mécanismes de sélection, de toxicité et/ou de bio-accumulation sur les organismes vivants, voire même agir sur l'écosystème dans sa globalité en favorisant son eutrophisation. Depuis les années 1960, les méthodes d'évaluation des impacts des rejets pluviaux ont connu une évolution concomitante à celle des connaissances acquises sur les compositions des effluents, d'une part, et à celle des moyens analytiques existants (chimiques et biologiques), d'autre part. Par souci de clarté, nous les présentons successivement sous trois approches : physique, chimique et biologique, bien que ces composantes ne soient pas indissociables.

3.2 Effets sur les composantes physico-chimiques des milieux aquatiques

Les RUPT exercent sur les composantes physiques et chimiques des cours d'eau des modifications à la fois immédiates et différées :

- les effets immédiats des RUPT sont nombreux (BURTON et PITT, 2001). Ils provoquent un changement souvent brutal du régime hydraulique du cours d'eau récepteur, entraînant des effets érosifs sur les berges ainsi que la remise en suspension des sédiments. De plus, les RUTP contribuent à de nombreux apports dans les milieux récepteurs altérant ainsi la qualité des eaux : des apports de matières en suspension augmentant la turbidité du milieu (GUPTA et SAUL, 1996; SEIDL *et al.*, 1998a); d'eaux fortement désoxygénées, voire totalement désoxygénées, entraînant une chute immédiate du taux d'oxygène dissous (EVEN *et al.*, 2004; HVITVED-JACOBSEN, 1982); de matières organiques biodégradables, qu'elles soient sous forme dissoute, adsorbée ou particulaire, entraînant également une consommation rapide de l'oxygène dissous (GRAY, 2004; HARREMOËS, 1982; SEIDL *et al.*, 1998b); d'ions ammonium, éventuellement transformés en ammoniac, forme chimique toxique selon le pH (MULLISS *et al.*, 1997); de micro-polluants organiques et minéraux (BORDEN *et al.*, 2002; DAVIS *et al.*, 2001; GRAY, 2004; HALL *et al.*, 1998; LEE et BANG, 2000; PITT *et al.*, 1995; SUAREZ et PUERTAS, 2005); et de bactéries pathogènes (IRVINE *et al.*, 2005; QURESHI et DUTKA, 1979; SEIDL *et al.*, 1998a). Ces apports à effets immédiats peuvent avoir des conséquences catastrophiques directes sur l'écosystème, entraînant en particulier des mortalités importantes au sein des biocénoses; on parle alors d'effets de choc.
- Les effets différés sont liés : au dépôt et à l'accumulation de matières en suspension susceptibles de provoquer des phénomènes d'envasement et de colmatage; au stockage dans les sédiments de quantités importantes de matières organiques et de nutriments (carbone, azote, phosphore) (HATCH et BURTON, 1999); et à l'accumulation dans les sédiments ou les chaînes alimentaires de polluants persistants de toute nature : métaux lourds, hydrocarbures, micro-polluants organiques ou minéraux, etc. (IANUZZI *et al.*, 1997; MULLISS *et al.*, 1994).

3.3 Effets sur les biocénoses

Les études précédemment citées sont relativement récentes, pourtant, depuis une quinzaine d'années, la communauté scientifique s'accorde pour affirmer que la traditionnelle caractérisation chimique des rejets n'est pas suffisante pour évaluer de façon fiable leurs impacts (BORCHARDT et SPERLING, 1997; DESBORDES et HÉMAIN, 1990; ELLIS *et al.*, 1995; SEAGER et MALTBY, 1989). Elle ne prend en compte ni les effets synergiques des rejets sur les organismes aquatiques, ni les phénomènes de rémanence des polluants ou de bioaccumulation dans les réseaux trophiques, et apporte peu d'informations sur la compréhension écologique des mécanismes en jeu (WALSH, 2000). Elle est également particulièrement peu adaptée à l'étude de la pollution pluviale, étant donné : 1°) l'éventuelle variabilité temporelle des

concentrations (phénomène de premier flot), et 2°) le caractère intermittent des rejets, qui peut engendrer des effets cumulatifs à moyen ou long terme. En conséquence, l'intégration d'une caractérisation biologique est maintenant reconnue comme indispensable (ELLIS et HVITVED-JACOBSEN, 1996), et plus particulièrement la nécessité d'intégrer des processus écologiques et toxicologiques dans l'évaluation du risque (ADMIRAAL *et al.*, 2000; ELLIS, 2000).

Néanmoins, il existe relativement peu de travaux sur l'évaluation des impacts des rejets pluviaux urbains sur le compartiment biologique (MARSALEK *et al.*, 1999; SCHIFF *et al.*, 2002). Une vingtaine d'études issues de revues scientifiques ont été recensées, elles concernent les milieux d'eaux courantes, lacustres et marines. Les travaux s'appuient sur trois approches méthodologiques différentes : études de laboratoire, de terrain ou combinant les deux. Les études en laboratoire consistent à observer, dans certaines conditions (bio-essais, tests de toxicité, expérimentations en canaux artificiels), la réponse d'un ou plusieurs organismes exposés à un rejet urbain de temps de pluie synthétisé, ou prélevé sur le terrain (whole effluent toxicity testing). Les études de terrain examinent généralement la réponse des communautés en place et permettent d'intégrer la complexité des systèmes naturels (bio-monitoring notamment).

3.3.1 Les études en laboratoire

En laboratoire, la réponse des organismes exposés aux RUTP est variable suivant les espèces et leur milieu de vie (organismes d'eaux douces ou marines). Ainsi, SCHIFF *et al.* (2002) montrent que des eaux pluviales urbaines n'affectent pas la survie de *Mysidopsis bahia* (crustacé marin), les concentrations en effluent entraînant la mort de 50 % des populations testées (CL50) étant supérieures à 100 % (concentration de l'effluent). En revanche, *Ceriodaphnia dubia* (microcrustacé d'eaux douces) est plus sensible avec des CL50 comprises entre 35 % et 82 %. Concernant *Strongylocentrotus purpuratus* (oursin), les eaux pluviales ont un effet notable sur la fertilisation des œufs, avec une réduction de 50 % (CE50) pour des concentrations en effluent parfois inférieures à 3 % (BAY *et al.*, 2003). Par ailleurs, les espèces réagissent à des toxiques spécifiques, soit les métaux traces (principalement le zinc) pour l'oursin, et les pesticides organophosphorés pour la daphnie (SCHIFF *et al.*, 2002). De même, grâce à une méthode d'identification des toxiques en présence (Toxicity Identification Evaluation), GERSBERG *et al.* (2003) ont souligné le rôle important des composés organiques non polaires, c'est-à-dire peu hydrosolubles, dans la toxicité observée sur la daphnie (*C. dubia* : test de survie à 48 et 96 h). Toutefois, la réponse des organismes n'est pas liée uniquement à la toxicité du rejet. En effet, des expérimentations en canaux artificiels ont montré l'influence des facteurs « débit » et/ou « habitat » sur la réponse d'invertébrés benthiques (*Gammarus*

pulex) (BORCHARDT et STATZNER, 1990) et de biofilms périphytiques (PARENT-RAOULT, 2004) soumis à des rejets simulés de déversoir d'orage.

La toxicité des eaux pluviales dépend également de leur provenance. Ainsi, BAY *et al.* (2003) montrent que les eaux provenant de bassins versants très urbanisés sont nettement plus toxiques pour la vie marine que celles de bassins versants peu développés. Ces auteurs ont montré également que les impacts de l'urbanisation s'évaluaient sur plusieurs km² en aval de l'estuaire, et dépendaient de processus tels que le vent ou les courants marins qui dispersent les polluants. De même, MARSALEK *et al.* (1999) montrent, à l'aide d'une batterie de sept bio-essais (tests de toxicité sur bactéries, nématodes et daphnies), que les rejets de déversoirs d'orage en réseau unitaire sont moins toxiques que les rejets d'eaux pluviales strictes (la fréquence des événements classés sévèrement ou modérément toxiques est nettement plus faible). Comme précédemment, la réponse varie en fonction de l'espèce et du biomarqueur. Ainsi, le test de cytotoxicité aiguë chez *Escherichia coli* est le plus sensible, et Microtox™ (*Photobacterium phosphoreum*) le moins sensible. La variabilité de la sensibilité des tests à détecter une toxicité amène les auteurs à conclure que l'utilisation d'une batterie de tests est un choix prudent, et que la nature dynamique et extrêmement variable des rejets impose des limites sur les interprétations des résultats.

La composition chimique des RUTP variant durant l'événement pluvieux, il en est de même pour leur toxicité. Aussi, GERSBERG *et al.* (2003) mettent en évidence un pic de toxicité chez *C. dubia* (test de survie) durant les deux premières heures des événements, alors que le débit et la toxicité ne sont pas significativement corrélés. Cependant, des événements pluvieux de faible intensité, mais de durée plus grande, sont susceptibles d'exercer un niveau de stress important sur les organismes benthiques. En effet, les éléments polluants sont certes présents à plus faibles concentrations, mais pendant de plus longues périodes (MULLISS *et al.*, 1994; MULLISS *et al.*, 1996).

3.3.2 Les études de terrain

Les études menées sur les milieux récepteurs font appel pour la plupart aux invertébrés benthiques afin d'évaluer l'impact des RUTP. Ces organismes constituent de bons indicateurs : ils sont relativement bien exposés aux effets cumulatifs des rejets, car inféodés aux sédiments dans lesquels les éléments toxiques sont susceptibles de s'accumuler (KOMINKOVÁ *et al.*, 2005; ROCHFORD *et al.*, 2000). Il est plus délicat d'établir des relations dose/réponse avec les poissons car, en raison de leur mobilité, le temps de contact réel avec les substances toxiques est difficile à évaluer (BURTON et PITT, 2001; LA POINT et WALLER, 2000). L'effet des RUTP peut se traduire par une diminution de l'abondance et de la diversité

des communautés d'invertébrés benthiques. Un gradient longitudinal s'observe généralement à l'aval des rejets, aussi bien en milieu littoral marin (HALL *et al.*, 1998) que dulcicole (ARMSTRONG *et al.*, 1980; GRAY, 2004; PRATT *et al.*, 1981), avec des changements au niveau des taxons dominants et le développement d'espèces polluo-résistantes (SEAGER et ABRAHAMS, 1990). Ces modifications s'amplifient avec les quantités d'eaux déversées en temps de pluie, et les impacts observés peuvent être durables du fait de la rémanence des polluants dans le milieu (PRATT *et al.*, 1981). Néanmoins, des périodes de temps sec suffisamment longues peuvent permettre la restauration des communautés (GRAPENTINE *et al.*, 2004; SEAGER et ABRAHAMS, 1990). Le degré d'impact sur les biocénoses est généralement lié aux caractéristiques du milieu récepteur : plus le cours d'eau est de petite taille et/ou plus le débit est faible, plus l'impact est prononcé (WILLEMSSEN *et al.*, 1990). L'impact physique des rejets (augmentation brutale du débit, érosion des berges et du fond, etc.) et leur répétition, conséquence directe de leur caractère intermittent, contribuent à modifier continuellement l'habitat physique, voire à le détruire totalement (WAGNER et GEIGER, 1996). Cette instabilité est alors susceptible de modifier la composition et l'abondance des communautés aquatiques en favorisant le maintien ou le développement des espèces capables de supporter de tels changements (PEDERSEN et PERKINS, 1986). Ces résultats confirment de nouveau que l'habitat et le débit constituent deux facteurs écologiques d'importance fondamentale pour les communautés aquatiques soumises aux RUTP (BORCHARDT et SPERLING, 1997; KOMINKOVÁ *et al.*, 2005; SEAGER et ABRAHAMS, 1990; TAYLOR *et al.*, 2004). En revanche, la variabilité des résultats ne permet pas toujours de mettre en évidence des effets significatifs. Elle peut être liée à une forte variabilité spatiale à l'échelle des habitats échantillonnés (GRAPENTINE *et al.*, 2004; ROCHFORD *et al.*, 2000) ou du bassin versant (SCHIFF et BAY, 2003), et/ou temporelle (MORRISEY *et al.*, 2003).

Pareillement aux tests toxicologiques, l'estimation de l'impact varie selon les communautés. Ainsi, les diatomées sessiles constituent de bons indicateurs de la pollution organique générée par les eaux pluviales (NEWALL et WALCH, 2005; WILLEMSSEN *et al.*, 1990). En effet, contrairement à certains macro-invertébrés benthiques, elles n'ont pas la faculté de migrer (mécanismes de dérive, d'enfouissement, etc.) vers des habitats présentant des conditions plus favorables et moins soumis à l'influence des rejets. Par ailleurs, GAST *et al.* (1990), sur 63 sites néerlandais, ont observé des effets immédiats sur le phytoplancton se traduisant par une diminution de la biomasse et de la diversité, mais parfois suivis à moyen et long termes par un bloom algal. De même, des augmentations des biomasses algales et bactériennes ont été observées au sein de communautés périphytiques (PARENT-RAOULT, 2004); l'effet se manifestant rapidement après la fin du rejet

de déversoir d'orage (4 à 8 heures) et perdurant au moins 6 jours.

L'effet des RUTP dépendra aussi du type de milieu récepteur. Ainsi, dans les milieux de petites tailles, fermés ou stagnants (étangs, bras morts, canaux), les effets des rejets sont plus sévères du fait d'un temps de séjour plus long des polluants (GAST *et al.*, 1990). De même, le rôle des sédiments n'est pas à négliger : lors d'un rejet, l'augmentation du débit peut provoquer une mobilisation des contaminants stockés dans les sédiments lesquels, avec l'augmentation de la turbidité, peuvent constituer des facteurs de stress importants pour les organismes (HATCH et BURTON, 1999). Toutefois, les quelques études relatives à la contamination des sédiments par les eaux pluviales urbaines se sont surtout focalisées sur la caractérisation physico-chimique ou les mécanismes d'infiltration de ces eaux (BEDELL *et al.*, 2004; IRVINE et PETTIBONE, 1993; PITT *et al.*, 1995; WEI et PETTIBONE, 1994).

L'impact des RUTP sur les biocénoses aquatiques peut être lié plus spécifiquement à certains composants physico-chimiques des eaux pluviales. Pour cela, la mise en œuvre de bio-essais *in situ* est souvent nécessaire et consiste à placer des organismes provenant de zones non perturbées à l'aval des rejets (technique dite de « translocation »). Les effets sont évalués le plus souvent par l'intermédiaire de mesures de bioaccumulation, mortalité ou modification d'activités métaboliques. Les métaux sont souvent examinés étant donné leur toxicité reconnue. Ainsi, des liens directs ont été établis entre la mortalité de crustacés benthiques (*Asellus aquaticus* et *G. pulex*) et la bioaccumulation de métaux (cuivre, zinc et/ou plomb) dans leurs tissus (BASCOMBE *et al.*, 1990; MULLISS *et al.*, 1994). Ces relations s'expliquent par la faculté des métaux de former des complexes avec la matière organique, source de nourriture pour ces animaux. Toutefois, la quantité de métaux bioaccumulés varie selon les espèces, elle est par exemple plus importante chez *G. pulex* que chez *A. aquaticus* (MULLISS *et al.*, 1996). La chute des teneurs en oxygène dissous est généralement préjudiciable aux biocénoses. Elle peut provoquer une augmentation de l'activité respiratoire des poissons (*Salmo gairdneri*) (SEAGER et ABRAHAMS, 1990), voire même lorsque la chute est brutale, des chocs anoxiques sévères engendrant des mortalités (HARREMOËS, 1982; HVITVED-JACOBSEN, 1982; KREUTZBERGER *et al.*, 1980; SCHAARUP-JENSEN et HVITVED-JACOBSEN, 1990).

3.3.3 Les études associant laboratoire et terrain :

BASCOMBE *et al.* (1990) justifient l'intérêt de mener les deux approches en parallèle par le manque de données écotoxicologiques fiables pour le développement de critères de qualité écologique applicables sur le terrain. Les travaux *in situ* peuvent servir à « valider » les résultats obtenus en

laboratoire sur un nombre d'espèces limité. Ainsi, ces auteurs ont observé que des tests de mortalité menés en laboratoire sur *G. pulex* (CL20), suite à une exposition à trois métaux (cuivre, plomb et zinc), aboutissaient à la même hiérarchisation de leur toxicité que sur le terrain (concentration des trois métaux dans les tissus et dans la carapace des individus), à savoir : Pb > Cu > Zn. Toutefois, la toxicité des métaux est plus importante en laboratoire que dans la rivière. Différentes hypothèses explicatives sont avancées : la forme chimique des métaux en présence est différente, et les différences de température ont pu favoriser une activité métabolique plus importante en laboratoire. Ainsi, les essais de laboratoire peuvent difficilement simuler la complexité et la variabilité des phénomènes qui se déroulent sur le terrain. HATCH et BURTON (1999) aboutissent à la même constatation après avoir étudié, parallèlement sur le terrain et en laboratoire, l'impact de sédiments contaminés et d'eaux pluviales. Différents tests ont été menés sur trois espèces lacustres (*Daphnia magna*, *Hyalella azteca* et *Pimephales promelas*) : des tests de survie à 48 h, des tests à 7 et 10 jours sur la survie, la croissance et la consommation, des tests de toxicité. Contrairement à l'étude précédente, la toxicité décelée est supérieure sur le terrain par rapport à celle du laboratoire (mortalité de la daphnie : 100 % contre 80 % respectivement; mortalité des vairons : 40 % contre 0 %). Ces écarts sont probablement dus à des conditions environnementales non reproduites en laboratoire, telles que la turbidité ou les variations du débit.

Les deux approches (laboratoire et terrain) peuvent aboutir à des résultats assez différents. Ainsi, ROCHFORD *et al.* (2000) observent que des sédiments ayant des concentrations en métaux et HAP dépassant les critères de qualité locaux (lowest effect level) présentent une faible toxicité sur des invertébrés benthiques (*Hyalella azteca*, *Chironomus riparius*, *Hexagenia* spp., *Tubifex tubifex*). Les corrélations entre les paramètres de qualité des sédiments et la toxicité ou la structure des communautés benthiques ne sont pas significatives. Les causes potentielles évoquées sont : la non-biodisponibilité des contaminants, la résistance des communautés aux concentrations testées, le fait que les communautés benthiques testées n'aient pas été réellement exposées aux sédiments prélevés pour les analyses physico-chimiques, les biais d'échantillonnage, ou encore l'influence d'autres facteurs comme l'hétérogénéité des sédiments.

4. CONCLUSION

Les grandes variabilités des rejets, d'une part, et des caractéristiques des milieux récepteurs, d'autre part, font qu'il est difficile de dresser un bilan exhaustif, réaliste et précis des impacts des eaux pluviales. L'évaluation de la perturbation dépend également des descripteurs biologiques utilisés (bio-indicateurs et/ou bio-marqueurs). Ainsi, les connaissances

concernant la toxicité ou les impacts des RUTP sur les écosystèmes récepteurs restent à conforter (FIELD *et al.*, 1998; HEANEY *et al.*, 1999; NIEMCZYNOWICZ, 1999). L'évaluation pertinente de la contamination d'un écosystème étant complexe, une approche intégrée, ou holistique, est préconisée (BURTON, 1999; ELLIS, 2000; ELLIS et HVITVED-JACOBSEN, 1996; KOMINKOVÁ *et al.*, 2005). Elle doit prendre en compte (BURTON, 1999) : des descripteurs physico-chimiques, des critères de qualité du milieu (eau et sédiments), de l'habitat, du régime hydraulique, des communautés biologiques autochtones, et des données toxicologiques. LA POINT et WALLER (2000) vont plus loin concernant la composante biologique; ils soulignent qu'une « bio-évaluation » des milieux aquatiques (bioassessment) doit comporter des mesures structurelles (composition et richesse taxonomiques, abondances, diversité, biomasses des micro-algues, invertébrés et poissons, etc.) et fonctionnelles (suivi de processus vitaux au cours du temps : assimilation du carbone par les algues, taux de colonisation d'organismes sélectionnés sur substrats artificiels, taux de croissance ou de reproduction, etc.).

L'application de cette méthodologie invite à la mise en œuvre des deux approches expérimentales traditionnelles, celle d'essais de laboratoire et celle de mesures de terrain (*in situ*). Toutefois, pour évaluer de manière pertinente les impacts réels des eaux pluviales urbaines sur les milieux aquatiques, l'utilisation des tests standardisés de laboratoire est souvent remise en question (BURTON *et al.*, 2000; ELLIS, 2000; HOUSE *et al.*, 1993; LEE et JONES-LEE, 1993). Leur manque de représentativité vis-à-vis des milieux récepteurs constitue le principal reproche. Inversement, l'approche de terrain présente l'avantage d'intégrer la complexité des phénomènes, que ce soit au niveau des rejets ou au niveau des populations en place soumises à ces rejets; mais cette complexité est souvent si grande que les conclusions se limitent à des constatations (diminution de l'abondance ou de la diversité par exemple) au lieu de contribuer à l'explication des phénomènes. Souvent d'ailleurs, il semble difficile de faire le lien *in situ* entre les causes et les effets observés, ce qui est nettement plus simple en laboratoire. Ainsi, aucune des deux approches ne peut être privilégiée dans l'absolu. Les tests de toxicité de laboratoire devraient être utilisés comme un outil supplémentaire, intégré à d'autres approches (ADMIRAAL *et al.*, 2000; BURTON, 1999). De plus, les bio-essais *in situ* évoqués précédemment peuvent représenter un bon compromis entre ces deux approches (BURTON *et al.*, 2000; HOUSE *et al.*, 1993; LA POINT et WALLER, 2000). Les organismes peuvent ainsi être utilisés comme transmetteurs d'informations sur leur état en temps réel.

La gestion des rejets urbains de temps de pluie repose sur une approche technique à laquelle manquent des critères appropriés, qui doivent s'adapter à la variabilité spatiale et

temporelle des rejets, et prendre en compte les effets à moyen et long termes, en intégrant la concentration, la durée et la fréquence d'exposition. Les évaluations d'un état écologique qui qualifient celui-ci de pauvre (dégradé) à bon (naturel) ont peu d'intérêt pour les gestionnaires des eaux urbaines, puisque, globalement, ils savent que leurs milieux aquatiques sont dégradés (WALSH, 2000). Le fossé reste grand entre la demande des gestionnaires de terrain (les techniciens en charge des réseaux qui veulent des réponses rapides aux phénomènes de pollution) et les connaissances de la recherche, pour laquelle des solutions exactes ou parfaitement adaptées n'existent pas, et qui finalement reconnaît son incapacité à expliquer précisément les phénomènes naturels dans leur complexité (DESBORDES et HÉMAIN, 1990).

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- ADMIRAAL W., C. BARRANGUET, S.A.M. VAN BEUSEKOM, E.A.J. BLEEKER, F.P. VAN DEN ENDE, H.G. VAN DEN GEEST, D. GROENENDIJK, N. IVORRA, M.H.S. KRAAK et S.C. STUIJFZAND (2000). Linking ecological and ecotoxicological techniques to support river rehabilitation. *Chemosphere*, 41, 289-295.
- AHYERRE M., G. CHEBBO et M. SAAD (2000). Sources and erosion of organic solids in a combined sewer. *Urban Water*, 2, 305-315.
- ARMSTRONG J.W., R.M. THOM et K.K. CHEW (1980). Impact of a combined sewer overflow on the abundance, distribution and community structure of subtidal benthos. *Mar. Environ. Res.*, 4, 3-23.
- BASCOMBE A.D., J.B. ELLIS, D.M. REVITT et R.B.E. SHUTES (1990). The development of ecotoxicological criteria in urban catchments. *Water Sci. Technol.*, 22, 173-179.
- BAY S., B.H. JONES, K. SCHIFF et L. WASHBURN (2003). Water quality impacts of stormwater discharges to Santa Monica Bay. *Mar. Environ. Res.*, 56, 205-223.
- BECK M.B. (1996). Transient pollution events: acute risks to the aquatic environment. *Water Sci. Technol.*, 33, 1-15.
- BEDELL J.P., M. NETO, C. DELOLME, M. GHIDINI, T. WINIARSKI et Y. PERRODIN (2004). Study of physico-chemical and microbiological parameters of a soil in restored stormwater infiltration basin in the Lyon area. Proc. of the 5th International Conference on Sustainable Techniques and Strategies in Urban Water Management, NOVATECH. Lyon, France, June 6-10, vol. 2, pp.1469-1476.

- BERTRAND-KRAJEWSKI J.-L., G. CHEBBO et A. SAGET (1998). Distribution of pollutant mass vs. volume in stormwater discharges and the first flush phenomenon. *Water Res.*, 32, 2341-2356.
- BOISSON J.C. (1998). Impact des eaux de ruissellement de chaussées sur les milieux aquatiques. *Bull. Lab. Ponts Chaussées*, 214, 104-112.
- BORCHARDT D. et B. STATZNER (1990). Ecological impact of urban stormwater runoff studied in experimental flumes: population loss by drift and availability of refugial space. *Aquat. Sci.*, 52, 299-314.
- BORCHARDT D. et F. SPERLING (1997). Urban stormwater discharges: ecological effects on receiving waters and consequences for technical measures. *Water Sci. Technol.*, 36, 173-178.
- BORDEN R., D.C. BLACK et K.V. Mc BLIEF (2002). MTBE and aromatic hydrocarbons in North Carolina stormwater runoff. *Environ. Pollut.*, 118, 141-152.
- BRELOT-WOLFF E. (1994). *Eléments pour la prise en compte de l'impact des rejets urbains sur les milieux naturels dans la gestion des systèmes d'assainissement*. Thèse de Doctorat. INSA de Lyon, France, 320 p.
- BRENT R.N. et E.E. HERRICKS (1999). A method for the toxicity assessment of wet weather events. *Water Res.*, 33, 2255-2264.
- BURN R.J., D.F. KRAWSZYK et G.L. HARLOW (1968). Chemical and physical comparison of combined and separate sewer discharges. *J. Water Pollut. Contr. Fed.*, 40, 112-126.
- BURTON G.A. Jr (1999). Realistic assessments of ecotoxicity using traditional and novel approaches. *Aquat. Ecosyst. Health Manage.*, 2, 1-8.
- BURTON G.A. Jr, R. PITT et S. CLARK (2000). The role of traditional and novel toxicity test methods in assessing stormwater and sediment contamination. *Lett. Appl. Microbiol.*, 30, 413-447.
- BURTON G.A. Jr et R.E. PITT (2001). *Stormwater effects handbook, a toolbox for watershed managers, scientists, and engineers*. CRC/Lewis Publishers, 875 p.
- CHEBBO G., R. ASHLEY et M.C. GROMAIRE (2003). The nature and pollutant role of solids at the water-sediment interface in combined sewer networks. *Water Sci. Technol.*, 47, 1-10.
- CHEBBO G. et M.C. GROMAIRE (2004). The experimental urban catchment 'Le Marais' in Paris: what lesson can be learned from it? *J. Hydrol.*, 299, 312-323.
- CHEBBO G., M.C. GROMAIRE, M. AHYERRE et S. GARNAUD (2001). Production and transport of urban wet weather pollution in combined sewer systems: the «Marais» experimental urban catchment in Paris. *Urban Water*, 3, 3-15.
- CHOCAT B., M. CATHELAIN, A. MARES et J.M. MOUCHEL (1993). La pollution due aux rejets urbains de temps de pluie : impacts sur les milieux récepteurs. Exposé introductif. « La pluie, source de vie, choc de pollution ». 146^e session du comité technique de la S.H.F. Paris, France, 17-18 mars 1993. *Houil. Blanc.*, 1/2, 97-105.
- CHOCAT B. (1997). *Encyclopédie de l'hydrologie urbaine et de l'assainissement*. LAVOISIER TEC & DOC (Éditeur), 1124 p.
- DAVIS A.P., M. SHOKOUHIAN et S. NI (2001). Loading estimates of lead, copper, cadmium, and zinc in urban runoff from specific sources. *Chemosphere*, 44, 997-1009.
- DESBORDES M. et J.C. HÉMAIN (1990). Further research needs for impact estimates of urban storm water pollution. *Water Sci. Technol.*, 22, 9-14.
- DIRECTIVE EUROPEENNE (1991). Directive du conseil du 21 mai 1991 relative au traitement des eaux résiduaires urbaines 91/271/CEE. *Journal Officiel des Communautés Européennes*, 30/05/91, N°L135, 40-52.
- ELLIS J.B., R.B. SHUTES et D.M. REVITT (1995). Ecotoxicological approaches and criteria for the assessment of urban runoff impacts on receiving waters. Dans : *Stormwater Runoff and Receiving Systems*, HERRICKS E. E. (Éditeur), pp. 113-126.
- ELLIS J.B. et T. HVITVED-JACOBSEN (1996). Urban drainage impacts on receiving waters. *J. Hydraul. Res.*, 34, 771-783.
- ELLIS J.B. (2000). Risk assessment approaches for ecosystem responses to transient pollution events in urban receiving waters. *Chemosphere*, 41, 85-91.
- EVEN S., M. POULIN, J.M. MOUCHEL, M. SEIDL et P. SERVAIS (2004). Modelling oxygen deficits in the Seine River downstream of combined sewer overflows. *Ecol. Model.*, 173, 177-196.

- FIELD R., M. BORST, T.P. O'CONNOR, M.K. STINSON, C.Y. FAN, J.M. PERDEK et D. SULLIVAN (1998). Urban wet weather flow management: research directions. *J. Water Resour. Plan. Manage.*, 124, 168-180.
- FÖRSTER J. (1999). Variability of roof runoff quality. *Water Sci. Technol.*, 39, 137-144.
- FUCHS S., H. BROMBACH et G. WEIB (2004). New database on urban runoff pollution. Proc. of the 5th International Conference on Sustainable Techniques and Strategies in Urban Water Management, NOVATECH. Lyon, France, June 6-10, pp. 145-152.
- GAST H.F., R.E.M. SUYKERBUYK et R.M.M. ROIJACKERS (1990). Urban storm water discharges: effects upon plankton communities. *Water Sci. Technol.*, 22, 155-162.
- GERBERG R.M., D. DAFT et D. YORKEY (2003). Temporal pattern of toxicity in runoff from the Tijuana River watershed. *Water Res.*, 38, 559-568.
- GRAPENTINE L., Q. ROCHFORD et J. MARSALEK (2004). Benthic responses to wet-weather discharges in urban streams in southern Ontario. *Water Qual. Res. J. Canada*, 39, 374-391.
- GRAY L. (2004). Changes in water quality and macroinvertebrate communities resulting from urban stormflows in the Provo River, Utah, USA. *Hydrobiol.*, 518, 33-46.
- GROMAIRE M.C., S. GARNAUD, M. AHYERRE et G. CHEBBO (2000). The quality of street cleaning waters: comparison with dry and wet weather flows in a Parisian combined sewer system. *Urban Water*, 2, 39-46.
- GROMAIRE M.C., S. GARNAUD, M. SAAD et G. CHEBBO (2001). Contribution of different sources to the pollution of wet weather flows in combined sewer. *Water Res.*, 35, 521-533.
- GUPTA K. et A.J. SAUL (1996). Suspended solids in combined sewer flows. *Water Sci. Technol.*, 33, 93-99.
- HALL K.J., D.W. McCALLUM, K. LEE et R. MACDONALD (1998). Characterization and aquatic impacts of combined sewer overflows in greater Vancouver British Columbia. *Water Sci. Technol.*, 38, 9-14.
- HARREMOËS P. (1982). Immediate and delayed oxygen depletion in rivers. *Water Res.*, 16, 1093-1098.
- HATCH A.C. et G.A. Jr. BURTON (1999). Sediment toxicity and stormwater runoff in a contaminated receiving system: consideration of different bioassays in the laboratory and field. *Chemosphere*, 39, 1001-1017.
- HATT B.E., T.D. FLETCHER, C.J. WALCH et S.L. TAYLOR (2004). The influence of urban density and drainage infrastructure on the concentrations and loads of pollutants in small streams. *Environ. Manage.*, 34, 112-124.
- HEANEY J.P., L. WRIGHT et D. SAMPLE (1999). Research needs in urban wet weather flows. *Water Environ. Res.*, 71, 241-250.
- HOUSE M.A., J.B. ELLIS, E.E. HERRICKS, T. HVITVED-JACOBSEN, J. SEAGER, L. LIJKLEMA, H. AALDERINK et I.T. CLIFFORDE (1993). Urban drainage - impacts on receiving water quality. *Water Sci. Technol.*, 27, 117-158.
- HVITVED-JACOBSEN T. (1982). The impact of combined sewer overflows on the dissolved oxygen concentration of a river. *Water Res.*, 16, 1099-1105.
- IANUZZI T.J., S.L. HUNTLEY, C.W. SCHMIDT, B.L. FINLEY, R.P. McNUTT et S.J. BURTON (1997). Combined sewer overflows (CSOs) as sources of sediment contamination in the lower Passaic river, New Jersey. I. Priority pollutants and inorganic chemicals. *Chemosphere*, 34, 213-231.
- IRVINE K.N., M.F. PERRELLI, G. McCORKHILL et J. CARUSO (2005). Sampling and modeling approaches to assess water quality impacts of combined sewer overflows - The importance of a watershed perspective. *J. Great Lakes Res.*, 31, 105-115.
- IRVINE K.N. et G.W. PETTIBONE (1993). Dynamics of indicator bacteria populations in sediment and river water near a combined sewer outfall. *Environ. Technol.*, 14, 531-542.
- KOMINKOVA D., D. STRANSKY, G. ST'ASTNA, J. CALETKOVA, J. NABELKOVA et Z. HANDOVA (2005). Identification of ecological status of stream impacted by urban drainage. *Water Sci. Technol.*, 51, 349-256.
- KREUTZBERGER W.A., R.A. RACE, T.L. MEINHOLZ, M. HARPER et J. IBACH (1980). Impact of sediments on dissolved oxygen concentrations following combined sewer overflows. *J. Water Pollut. Contr. Fed.*, 52, 192-201.

- LA POINT T.W. et W.T. WALLER (2000). Field assessments in conjunction with whole effluent toxicity testing. *Environ. Toxicol. Chem.*, 19, 14-24.
- LEE J.H. et K.W. BANG (2000). Characterization of urban stormwater runoff. *Water Res.*, 34, 1773-1780.
- LEE J.H., K.W. BANG, L.H. KETCHUM et M.J. YU (2002). First flush analysis of urban storm runoff. *Sci. Total Environ.*, 293, 163-175.
- LEE G.F. et A. JONES-LEE (1993). Water quality impacts of stormwater-associated contaminants: focus on real problems. *Water Sci. Technol.*, 28, 231-240.
- MAKEPEACE D.K., D.W. SMITH et S.J. STANLEY (1995). Urban stormwater quality data: summary of contaminant data. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.*, 25, 93-139.
- MARSALEK J., Q. ROCHFORT, T. MAYER, M. SERVOS, B. DUTKA et B. BROWNLEE (1999). Toxicity testing for controlling urban wet-weather pollution: advantages and limitations. *Urban Water*, 1, 91-103.
- Mc KINNEY M.L. (2002). Urbanization, biodiversity, and conservation. *Biosci.*, 52, 883-890.
- MORRISEY D.J., S.J. TURNER, G.N. MILLS, R.B. WILLIAMSON et B.E. WISE (2003). Factors affecting the distribution of benthic macrofauna in estuaries contaminated by urban runoff. *Mar. Environ. Res.*, 55, 113-136.
- MILLER J.D., A. KELLY et F.W. MILNE (2000). Changes in rainfall chemistry and airborne particulates during a period of major local industrial change. *Sci. Total Environ.*, 262, 137-145.
- MULLISS R., J.B. ELLIS, D.M. REVITT et R.B.E. SHUTES (1994). An evaluation of the toxic influences on *Asellus aquaticus* L in an urban stream environment. *Water Sci. Technol.*, 29, 199-207.
- MULLISS R.M., D.M. REVITT et R.B.E. SHUTES (1996). A statistical approach for the assessment of the toxic influences on *Gammarus pulex amphipoda* and *Asellus aquaticus isopoda* exposed to urban aquatic discharges. *Water Res.*, 30, 1237-1243.
- MULLISS R.M., D.M. REVITT et R.B.E. SHUTES (1997). The impacts of discharges from two combined sewer overflows on the water quality of an urban watercourse. *Water Sci. Technol.*, 36, 195-199.
- NEWALL P. et C.J. WALSH (2005). Response of epilithic diatom assemblages to urbanization influences. *Hydrobiol.*, 532, 53-67.
- NIEMCZYNOWICZ J. (1999). Urban hydrology and water management - present and future challenges. *Urban Water*, 1, 1-14.
- PAGOTTO C. (1999). *Étude sur l'émission et le transfert dans les eaux et les sols des éléments traces métalliques et des hydrocarbures en domaine routier*. Thèse de Doctotat, Univ. Poitiers, France, 252 p.
- PARENT-RAOULT C. (2004). *Étude en systèmes artificiels de laboratoire des effets des rejets urbains de temps de pluie sur les communautés périphytiques : influence de facteurs d'exposition*. Thèse de Doctotat, Univ. Lyon I, 240 p.
- PATERNOGA A. (1996). *La prise en compte des rejets urbains de temps de pluie dans l'application de la loi sur l'eau*. Travail de fin d'études, École Nationale des Travaux Publics de l'État, Vaulx-en-Velin, France, 45 p.
- PEDERSEN E.R. et M.A. PERKINS (1986). The use of benthic invertebrate data for evaluating impacts of urban runoff. *Hydrobiol.*, 139, 13-22.
- PITT R., R. FIELD, M. LALOR et M. BROWN (1995). Urban stormwater toxic pollutants: assessment, sources, and treatability. *Water Environ. Res.*, 67, 260-275.
- POLKOWSKA Z., T. GORECKI et J. NAMIESNIK (2002). Quality of roof runoff waters from an urban region (Gdansk, Poland). *Chemosphere*, 49, 1275-1283.
- PRATT J.M., R.A. COLER et P.J. GODFREY (1981). Ecological effects of urban stormwater runoff on benthic macroinvertebrates inhabiting the Green River, Massachusetts. *Hydrobiol.*, 83, 29-43.
- QURESHI A.A. et B.J. DUTKA (1979). Microbiological studies on the quality of urban stormwater runoff in Southern Ontario, Canada. *Water Res.*, 13, 977-985.
- ROCHER V., S. GARNAUD, R. MOILLERON et G. CHEBBO (2004). Hydrocarbon pollution fixed to combined sewer sediment: a case study in Paris. *Chemosphere*, 54, 795-804.
- ROCHFORT Q., L. GRAPENTINE, J. MARSALEK, B. BROWNLEE, T. REYNOLDSON, S. THOMPSON, D. MILANI et C. LOGAN (2000). Using benthic assessment techniques to determine combined sewer overflow and

- stormwater impacts in the aquatic ecosystem. *Water Qual. Res. J. Canada*, 35, 365-397.
- SAGET A. (1994). *Base de données sur la qualité des rejets urbains de temps de pluie*: distribution de la pollution rejetée, dimensions des ouvrages d'interception. Thèse de Doctorat, École Nationale des Ponts et Chaussées, France, 333 p.
- SCHAARUP-JENSEN K. et T. HVITVED-JACOBSEN (1990). Dissolved oxygen stream model for combined sewer overflows. *Water Sci. Technol.*, 22, 137-146.
- SCHIFF K., S. BAY et C. STANSKY (2002). Characterization of stormwater toxicants from an urban watershed to freshwater and marine organisms. *Urban Water*, 4, 215-227.
- SCHIFF K. et S. BAY (2003). Impacts of stormwater discharges on the nearshore benthic environment of Santa Monica Bay. *Mar. Environ. Res.*, 56, 225-243.
- SEAGER J. et L. MALTBY (1989). Assessing the impact of episodic pollution. *Hydrobiol.*, 188/189, 633-640.
- SEAGER J. et R.G. ABRAHAMS (1990). The impact of storm sewage discharges on the ecology of a small urban river. *Water Sci. Technol.*, 22, 163-171.
- SEIDL M., P. SERVAIS et J.M. MOUCHEL (1998a). Organic matter transport and degradation in the river Seine (France) after a combined sewer overflow. *Water Res.*, 32, 3569-3580.
- SEIDL M., P. SERVAIS, M. MARTAUD, C. GANDOUIN et J.M. MOUCHEL (1998b). Organic carbon biodegradability and heterotrophic bacteria along a combined sewer catchment during rain events. *Water Sci. Technol.*, 37, 25-33.
- SUAREZ J. et J. PUERTAS (2005). Determination of COD, BOD, and suspended solids loads during combined sewer overflows (CSO) events in some combined catchments in Spain. *Ecol. Eng.*, 24, 201-219.
- TAYLOR S.L., S.C. ROBERTS, C.J. WALCH et B.E. HATT (2004). Catchment urbanisation and increased benthic algal biomass in streams: linking mechanisms to management. *Freshwater Biol.*, 49, 835-851.
- UNION EUROPÉENNE (2000). *Directive 2000/60/CE du parlement européen et du conseil du 23 octobre 2000 établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau*. 72 p.
- VALIRON F. et J.P. TABUCHI (1992). *Maîtrise de la pollution urbaine par temps de pluie*: état de l'art. LAVOISIER TEC & DOC (Éditeur), 564 p.
- VAN BUREN M.A., W.E. WATT et J. MARSALEK (1997). Application of the log-normal and normal distributions to stormwater quality parameters. *Water Res.*, 31, 95-104.
- VAN METRE P.C. et B.J. MAHLER (2003). The contribution of particles washed from rooftops to contaminant loading to urban streams. *Chemosphere*, 52, 1727-1741.
- WAGNER A. et W.F. GEIGER (1996). New criteria for stormwater discharges into urban streams. *Water Sci. Technol.*, 34, 41-48.
- WALSH C.J. (2000). Urban impacts on the ecology of receiving waters: a framework for assessment, conservation and restoration. *Hydrobiol.*, 431, 107-114.
- WEI C. et G.M. PETTIBONE (1994). Inhibition of bacterial enzyme activity and luminescence by urban river sediments. *Sci. Total Environ.*, 146-147, 141-147.
- WEIBEL S.R., R.J. ANDERSON et R.L. WOODWARD (1964). Urban land runoff as a factor in stream pollution. *J. Water Pollut. Contr. Fed.*, 36, 914-924.
- WILLEMSSEN G.D., H.F. GAST, R.O.G. FRANKEN et J.G.M. CUPPEN (1990). Urban storm water discharges: effects upon communities of sessile diatoms and macro-invertebrates. *Water Sci. Technol.*, 22, 147-154.
- ZOBRIST J., S.R. MULLER, A. AMMANN, T.D. BUCHELI, V. MOTTIER, M. OCHS, R. SCHOENENBERGER, J. EUGSTER et M. BOLLER (2000). Quality of roof runoff for groundwater infiltration. *Water Res.*, 34, 1455-1462.